

ELISANGELA APARECIDA DA SILVA

**EFEITO DA COMUNIDADE DE ARTRÓPODES SOBRE A TAXA DE
DECOMPOSIÇÃO E LIBERAÇÃO DE NUTRIENTES**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Entomologia, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2009

ELISANGELA APARECIDA DA SILVA

**EFEITO DA COMUNIDADE DE ARTRÓPODES SOBRE A TAXA DE
DECOMPOSIÇÃO E LIBERAÇÃO DE NUTRIENTES**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Entomologia, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 24 de julho de 2009.

Prof. Carlos Frankl Sperber
(Co-Orientador)

Dra. Tathiana Guerra Sobrinho
(Co-Orientadora)

Prof^a. Andreza Viana Neri

Prof^a. Flávia Monteiro Coelho Ferreira

Prof. José Henrique Schoereder
(Orientador)

Dedico o que de melhor houver:

Aos meus pais, Antonio e Eloiza e a minha irmã Édna.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Viçosa, pela oportunidade de continuar meus estudos.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo suporte financeiro para a execução do projeto e pela concessão da bolsa de mestrado.

Ao Prof. José Henrique Schoederer pela orientação, conhecimento, apoio, respeito, confiança e amizade. Durante esses dois anos aprendi muito com sua didática simples. Obrigada!

A Tathi Sobrinho (co-orientadora) pelo apoio recebido, o qual foi de extrema importância para a realização desse trabalho. Obrigada!

Aos membros da banca, professores Carlos Frankl Sperber, Andreza Viana Neri e Flávia Monteiro Coelho Ferreira, por aceitarem participar desta importante fase do trabalho.

À Natalia Maria, pela grande ajuda na triagem e identificação dos artrópodes.

A Marla Marchetti pela valiosa ajuda na identificação dos ácaros e por se mostrar sempre disponível para sanar minhas dúvidas em relação a esse grupo.

Ao Dr. Antonio Brescovit (Instituto Butantã), pela identificação das aranhas.

Ao Marcelo Ribeiro Pereira (Lab. de Orthoptera-UFV) pela identificação dos grilos.

A Vivian Eliana Sandoval pelo auxílio na identificação dos espécimes de formigas coletados e ao Rodrigo Feitosa por confirmar a identificação das espécies.

Ao Cláudio e Benedito do Laboratório de Solos do Departamento de Solos/UFV pelo empenho em ensinar os procedimentos para coleta de amostras de solo e disposição para o empréstimo de material utilizado na coleta de amostras de solo.

Agradeço aos colegas do laboratório de ecologia de comunidades que colaboraram nas coletas de campo: Alice, Clarisse, Juliana, Cristiane, Ricardo (Bob), Lucas (Pará), Lucas (nooosa), Marcelo, Tathi e Zhé e na montagem dos exemplares de formigas Danon. Em especial agradeço a amizade e companheirismo da Tati e Clarisse e também a boa convivência com Ayhama, Dalana e Fernando. As estagiárias que passaram pelo laboratório, agradeço a colaboração na última coleta Juliana e Joelma.

A Dani e Ana pela preocupação, carinho e por suas valiosas revisões e sugestões.

Agradeço também aos funcionários da UFV, especialmente à D. Paula, D. Aparecida e Miriam pelo grande trabalho que realizam disponibilizando e atenção.

Aos meus queridos amigos Esvanei Matucari, Fernando Hiroshi, Orilso, Antonio (mucura), Paulo (loco), Ana Frida, Andréia, Claudinéia (Clau), Lurdes, Renata, Rose e Crescente, que apesar da distância estarão sempre presentes em minhas boas lembranças.

À minha família, mãe, pai, irmãos e sobrinhos que mesmo distante sempre estão ao meu lado me apoiando, incentivando e me dando força em todos os momentos, sobretudo nos mais difíceis quando sua presença se faz mais intensa.

Ao Moreno (Mo), por dar mais sentido a cada dia durante os dois anos de convivência, além do companheirismo, paciência, carinho, dedicação e por todo o restante.

Ao Professor Dr. Arno Rieder, meus sinceros agradecimentos pela orientação na iniciação científica e amizade demonstrada através do constante apoio, incentivo e confiança nesses anos de convivência. Por nos ensinar (colegas PDC, PHC e Plamed) que com dedicação e força de vontade tudo é possível!

A Deus, por ser tão presente em minha vida, por me dar força necessária e pela capacidade de me eternizar enquanto ser humano.

SUMÁRIO

RESUMO	vi
ABSTRACT	vii
1. INTRODUÇÃO	1
2. MATERIAL E MÉTODOS	5
2.1. Área de estudo	5
2.2. Desenho experimental e coleta das folhas de serapilheira.....	5
2.3. Fauna de artrópodes de serapilheira.....	7
2.4. Decomposição das folhas de serapilheira	7
2.5. Liberação de nutrientes	8
2.6. Teor de matéria orgânica e atributos físicos do solo.....	9
2.7. Composição de espécies de artrópodes de serapilheira	10
3. RESULTADOS	10
3.1. Fauna de artrópodes de serapilheira	11
3.2. Fauna de artrópodes de serapilheira x taxa de decomposição.....	12
3.3 Composição específica das comunidades de artrópodes de serapilheira afeta a taxa de decomposição	13
4. DISCUSSÃO	14
4.1. Fauna de artrópodes de serapilheira.....	14
4.2. Riqueza e composição de espécies de artrópodes e taxa de decomposição.....	16
5. CONCLUSÕES	21
REFERÊNCIAS	22
ANEXO 1	27

RESUMO

SILVA, Elisangela Aparecida, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, julho de 2009. **Efeito da comunidade de artrópodes sobre a taxa de decomposição e liberação de nutrientes.** Orientador: José Henrique Schoereder. Co-Orientadores: Carlos Frankl Sperber e Tathiana Guerra Sobrinho.

Atualmente diversos trabalhos têm investigado a relação entre biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas. Apesar disso ainda não há uma posição conclusiva quanto ao assunto. O objetivo deste trabalho foi verificar se há relação entre a riqueza e a composição de espécies de artrópodes de serapilheira e as taxas de decomposição e liberação de nutrientes. Para isso duas hipóteses foram testadas: (i) locais com maior riqueza de espécies de artrópodes de serapilheira têm maior taxa de decomposição e de liberação de nutrientes; (ii) a composição específica da comunidade de artrópodes de serapilheira afeta a taxa de decomposição e de liberação de nutrientes. A taxa de decomposição não respondeu significativamente à riqueza de espécies de artrópodes. Esse resultado sugere que há redundância entre as espécies de artrópodes, ou seja, a comunidade de artrópode estudada provavelmente é composta por grupos de espécies que têm papéis similares, de maneira que o aumento na riqueza não se traduz em modificação no funcionamento do ecossistema. Além disso, a composição específica do grupo de ácaros Laelapidae e Trombidiidae mostrou influência negativa sobre a taxa de decomposição, o que pode ser justificado devido ao hábito alimentar que os mesmos apresentam. Nesse caso, os dois grupos de ácaros poderiam ser exemplos de grupos-chave, uma vez que sua presença implica na diminuição significativa da taxa de decomposição. Dessa maneira, conclui-se que embora a maioria das espécies apresente papéis similares, existem espécies-chave que podem estar presentes, desempenhando papel importante no funcionamento dos ecossistemas.

ABSTRACT

SILVA, Elisangela Aparecida, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, July 2009. **Effect of litter arthropod community on decomposition and nutrient release rates.** Advisor: José Henrique Schoereder. Co-advisors: Carlos Frankl Sperber and Tathiana Guerra Sobrinho.

Several papers have been published recently to investigate the relationship between ecosystem functioning and biodiversity, even though a conclusive position regarding this subject is still lacking. This study tests the relationship between litter decomposition and nutrient release rates with litter arthropod species richness and composition. The hypotheses that (i) sites with higher litter arthropod species richness have higher decomposition and nutrient release rates, and (ii) litter arthropod species composition affects decomposition and nutrient release rates were tested, in a secondary re-growth forest in Brazil. Litter decomposition rates did not respond to litter arthropod species richness, suggesting a redundancy between arthropod species. This may signify that litter arthropod community is composed by groups of species that play similar roles in ecosystem functioning, so that the increase of species richness does not translate into changes of decomposition rates. On the other hand, there are group compositions that disfavor decomposition rates. When the mite groups Laelapidae and Trombidiinae, both composed of predator species, were present, there was a decrease of litter decomposition rates. These two groups could be considered as key-species, because they could decrease the abundance of several other groups that take part on the decomposition process. Concluding, even though several species apparently play similar roles on the decomposition process, there are some key-species that influence more dramatically the ecosystem process here analyzed.

1. Introdução

A ecologia é uma ciência que pode ser vista pela passagem através de três estágios à medida que amadurece (Gaston 1996). O primeiro estágio chamado estágio “O quê?”, no qual os cientistas procuram apenas saber quais são as espécies que ocorrem em um determinado local. O segundo estágio, o chamado estágio “Como?”, surgem tentativas de busca por padrões de biodiversidade, e o terceiro estágio (o estágio “Por quê?”) busca explicar os processos que levam aos padrões antes observados. Ainda segundo Gaston (1996), o estudo da biodiversidade permanecia enfaticamente no segundo estágio de desenvolvimento, com muito mais discussões sobre as medidas e os padrões, do que com as questões ligadas aos mecanismos.

Muitos trabalhos foram feitos em diferentes escalas espaciais e temporais (Soares et al. 2001; Ribas et al. 2005; Campos et al. 2007), usando os mais diferentes sistemas biológicos. Ainda resta muito a ser feito, mas pode-se arriscar a dizer que pouco conhecimento será gerado com relação aos mecanismos responsáveis pela determinação da biodiversidade, principalmente no que tange à definição de biodiversidade como o número de espécies em uma determinada área.

Uma vez que os padrões de biodiversidade e os mecanismos que levam à produção de tais padrões têm sido estudados intensivamente nos últimos anos, surgiu a seguinte questão: “Como a comunidade biológica, e particularmente a biodiversidade, afeta os processos relacionados ao funcionamento dos ecossistemas?”, como, por exemplo, taxa de decomposição e liberação de nutrientes. Essa pergunta liga dois ramos do conhecimento que até então vinham se desenvolvendo em linhas diferentes: o estudo da biodiversidade e o estudo do funcionamento dos ecossistemas.

Em uma dessas linhas vinham se desenvolvendo estudos a respeito da biodiversidade, enquanto que na outra linha, desde a primeira metade do século passado, vinham sendo feitos vários estudos sobre ecologia de ecossistemas (Pimm 1984; Lawton

1994), sendo que muito se sabe hoje sobre os processos que ocorrem nos ecossistemas, como por exemplo, a produtividade primária (Tilman et 1996; Tilman et al. 1997; Aarssen 1997) e a ciclagem de nutrientes (Naeem et al. 1994; Hooper & Vitousek 1998), entre outros. No entanto, poucos estudos vinham sendo feitos investigando a ligação entre a biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas.

Schwartz et al. (2000) em uma revisão relataram que antes de 1985 não existia nenhum trabalho com citação nos bancos de dados de artigos científicos combinando as palavras “biodiversidade” e “funcionamento dos ecossistemas” e que na década de 90 pouco mais de 90 artigos relacionados ao tema foram encontrados. A partir de então estudos que procuram estabelecer relação entre biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas aumentaram intensamente (Lawton 1994; Tilman et al. 1997; Hooper & Vitousek 1997; 1998; Mikola & Setälä 1998; Hughes & Roughgarden 2000; Tilman 2000; Giller & O’Donovan 2002; Tilman et al. 2006).

Para alguns desses autores, como é caso de Hughes & Roughgarden (2000) a perda de biodiversidade pode provocar fortes alterações na estabilidade dos ecossistemas. Essas alterações poderiam, por exemplo, afetar a produção de serapilheira e o estoque de nutrientes (Villela et al. 2006), dinâmica geral de nutrientes (Eviner et al. 2003), taxas de retorno de carbono (Härrenschwiler et al. 2005) e a fertilidade do solo (Tilman 2000).

Para responder se há influência da biodiversidade sobre o funcionamento dos ecossistemas e como essa influência pode se dar (positiva ou negativamente), foram levantadas cinco hipóteses gerais (Figura 1) (Schlapfer & Schmid 1999; Giller & O’Donovan 2002; Loreau et al. 2002; Naeem et al. 2002).

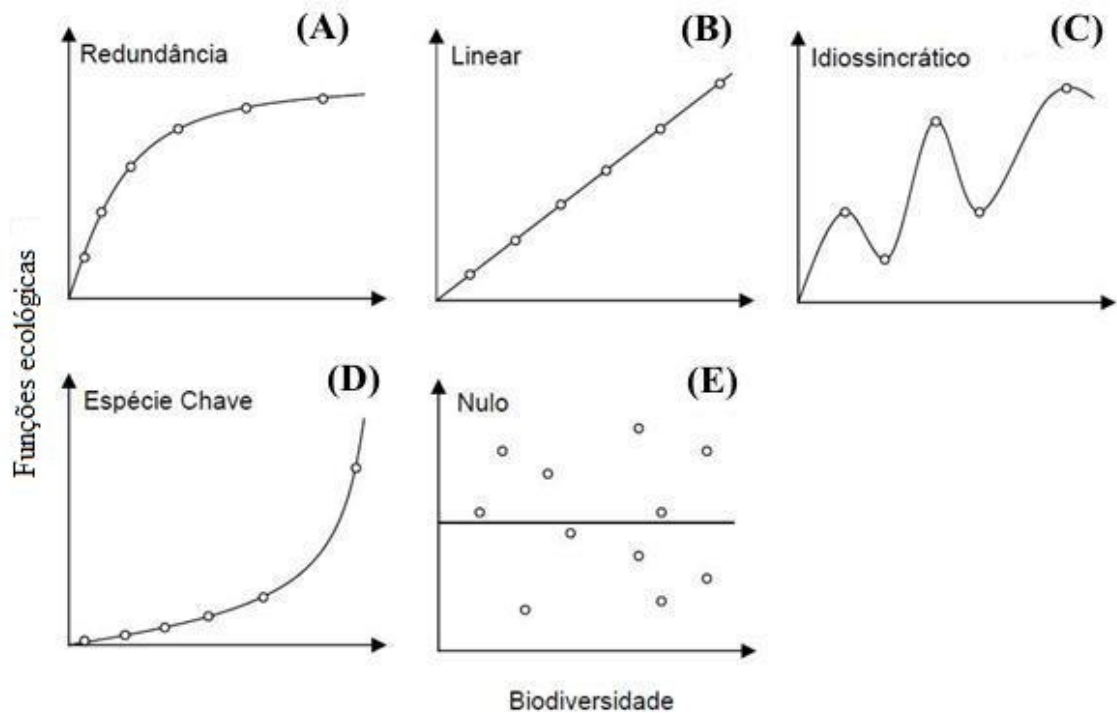


Figura 1: Representações gráficas das hipóteses que descrevem a relação entre biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas. Modificado de Loreau et al. (2002).

A primeira hipótese sugere que as espécies são primariamente redundantes, assim dentro de um determinado grupo funcional a eventual perda de espécies é compensada por outras espécies diferentes, mas que executam o mesmo papel biológico no ecossistema (Figura 1 A). Segundo essa hipótese, a adição de espécies, a partir de certa diversidade, pode não acrescentar nada ao sistema, devido à existência de uma diversidade tal na qual o funcionamento “satura” e a adição de novas espécies possa vir a não contribuir para aumento nas taxas das atividades do ecossistema (por exemplo, produtividade, decomposição) (Ehrlich & Walker 1998). Consequentemente, todas as espécies são igualmente importantes, mas só até atingir determinada diversidade “mínima”.

Segundo outra hipótese, o funcionamento dos ecossistemas pode responder positivamente ao aumento da biodiversidade, entretanto, o formato da curva pode assumir dois desenhos básicos, os quais são explicados por duas hipóteses diferentes. A hipótese da linearidade (Figura 1B) pressupõe que as espécies possuem características singulares, contribuindo de maneira única para a magnitude do funcionamento do ecossistema. Desta

forma, a perda de cada espécie implica na diminuição constante nas taxas dos processos ecológicos (Tilman et al. 2001).

Outra hipótese, denominada hipótese da idiosincrasia (Figura 1C), pressupõe que os papéis das espécies são dependentes do contexto e, portanto, as espécies são idiosincráticas ou imprevisíveis. De acordo com essa hipótese, o impacto da perda ou adição de espécies depende das condições locais (por exemplo, composição da comunidade, fertilidade do solo e regime de perturbações) (Lawton 1994).

A diminuição desproporcional é esperada pela hipótese das espécies-chave (Paine 2002; Figura 1D) que preconiza que determinadas espécies exercem papéis mais efetivos nos processos ecossistêmicos, de maneira que a retirada dessas espécies pode gerar uma forte diminuição nas funções ecológicas.

Já a hipótese nula para todos os padrões acima apresentados sugere que não há relação entre diversidade e função do ecossistema, ou seja, os processos nos ecossistemas são indiferentes ao número e a composição das espécies na comunidade (Huston et al. 2000; Figura 1E).

Em muitos casos, estas hipóteses são divergentes quanto aos efeitos da biodiversidade no funcionamento dos ecossistemas, demonstrando a indefinição do tema frente às evidências levantadas. Por exemplo, Schwartz et al. (2000) acreditam não existir dados suficientes para assumir posições definitivas a respeito da questão, enquanto Tilman (2000) e Tilman et al. (2006), acreditam que a biodiversidade desempenha um papel fundamental na manutenção dos ecossistemas. Huston et al. (2000), em seu estudo contestam alguns estudos que propõem a existência da relação entre riqueza de espécies e processos ecossistêmicos, como por exemplo a produtividade primária. Nesse contexto a questão acerca do papel que a diversidade de espécies exerce sobre o funcionamento dos ecossistemas permanece em aberto, necessitando de mais investigações.

O objetivo do presente trabalho é verificar se há relação entre a riqueza de espécies de artrópodes de serapilheira e o funcionamento dos ecossistemas, aqui considerados como a taxa de decomposição e liberação de nutrientes. Para isso as seguintes hipóteses foram testadas: (i) locais com maior riqueza de espécies de artrópodes de serapilheira têm maior taxa de decomposição e de liberação de nutrientes; (ii) a composição específica da comunidade de artrópodes de serapilheira afeta a taxa de decomposição e de liberação de nutrientes da serapilheira.

2. Material e Métodos

2.1 Área de estudo

O estudo foi desenvolvido na Estação de Pesquisa, Treinamento e Educação Ambiental Mata do Paraíso (20°45'S e 42°55'W), no município de Viçosa, estado de Minas Gerais, Sudeste do Brasil. Durante o período de exposição do material ao campo, a temperatura média anual na área estudada foi de 20,6°C e a precipitação anual variou de zero a 57 mm. Os solos são classificados como Latossolos Vermelho-Amarelos de textura argilosa. A vegetação é composta por trechos de Floresta Estacional Semidecidual Montana (Veloso et al. 1991), pertencente ao Bioma Mata Atlântica (Ribas et al. 2003).

2.2 Desenho experimental e Coleta das folhas de serapilheira

Na área de estudo foram demarcados dois transectos de 75 metros, dispostos paralelamente a uma distância de 5 metros. Ao longo de cada transecto foram feitos 15 quadrados de 1 m², distantes 5 metros entre si (Figura 2). Em cada quadrado foi coletada parte da serapilheira disponível. Este material foi transportado para o laboratório e seco em estufa à temperatura de 60°C por 72 horas.

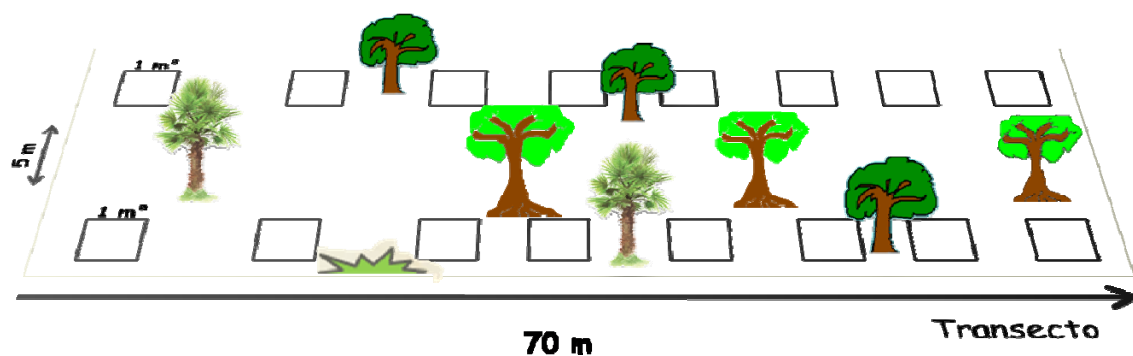


Figura 2: Desenho esquemático da disposição dos quadrados em campo.

Posteriormente, a serapilheira foi misturada e pesada em balança de precisão de duas casas decimais. Essa serapilheira foi colocada em sacos de nylon no tamanho de (15 x 15 cm) com malha de 2 mm de espessura, cada saco de decomposição recebeu 5g de serapilheira. Em cada quadrado foram colocados 15 sacos de decomposição, unidos com fio de nylon, totalizando 450 sacos (Figura 3).



Figura 3: Vista geral da disposição dos sacos de serapilheira em um dos quadrados em campo.

A retirada dos sacos de decomposição teve início 30 dias após a exposição do material no campo. A partir daí, as coletas foram realizadas a cada 15 dias, ao longo de 225 dias (de julho de 2008 a fevereiro de 2009). Cada coleta consistiu na retirada de um saco de decomposição de cada quadrado. Esse material foi utilizado para avaliar a fauna de artrópodes de serapilheira e para analisar a taxa de decomposição e liberação de nutrientes.

2.3 Fauna de artrópodes de serapilheira

O material retirado foi levado ao laboratório e colocado em funis de Berlese por 48h para extração da fauna de artrópodes. Esses indivíduos foram triados e acondicionados em potes devidamente etiquetados contendo solução de álcool 70 %. Os artrópodes coletados foram classificados em níveis taxonômicos de Classe (Grimaldi & Engel 2005), Ordens e Famílias (Borror et al. 2005; Barnes 1984), Gênero e Espécie, quando possível. Após a identificação, os *taxa* foram classificados quanto aos grupos funcionais de acordo com o hábito alimentar: detritívoros, onívoros, fungívoros e predadores (Moore et al. 1988; Hanagarth et al. 1999; Correia 2002; Marinoni et al. 2003; Moraes & Flechtmann 2008).

As formigas coletadas foram identificadas até o nível de gênero, com auxílio das chaves de identificação contidas em Palacio & Fernández (2003) e Bolton (2006) e quando possível até espécie, por comparação com a coleção de referência do Laboratório de Ecologia de Comunidades da UFV, onde os espécimes testemunho foram depositados. Posteriormente a identificação dos formicidae foi confirmada por especialista por comparação com espécimes do Museu de Zoologia da USP. Para agrupar as espécies de formigas quanto ao seu hábito alimentar foi utilizada a classificação proposta por Delabie et al. (2000) para formigas de serapilheira da Mata Atlântica.

2.4 Decomposição das folhas de serapilheira

Para calcular o coeficiente de decomposição (c), todo o conteúdo dos sacos de serapilheira foi seco em estufa a 60°C por 72 horas e em seguida esse material foi pesado em balança de precisão de duas casas decimais.

Para cada quadrado foi estimado o coeficiente de decomposição (c) a partir da proporção de peso inicial do material vegetal acondicionado nos sacos de serapilheira (5g) e de sua perda pela exposição à decomposição por períodos conhecido de tempo ((peso/peso inicial)~tempo) (e.g. Mason 1980; Louzada et al. 1997; Castanho & Oliveira 2008), utilizando modelo exponencial negativo com correção para sobredispersão. Caso significativo, utilizou-se a inclinação da reta como medida de decomposição (c).

Para verificar se locais com maior riqueza de espécies de artrópodes de serapilheira têm maior taxa de decomposição (c), os dados de decomposição de serapilheira foram ajustados a modelos lineares, nos quais a variável resposta foi à taxa de decomposição e a variável explicativa foi a riqueza de espécies de artrópodes, a riqueza de cada grupo funcional (detritívoros, fungívoros, predadores e onívoros) e a interação entre a riqueza de espécies e a riqueza de grupos funcionais. Para estas análises, utilizou-se distribuição de erros Normal.

2.5 Liberação de nutrientes

Após a determinação do peso seco das frações da serapilheira, estas foram trituradas para a determinação dos teores de nutrientes N, P, Ca e Mg. O teor de N foi determinado pelo método Kjeldahl, descrito por Bataglia et al. (1983); o de P por colorimetria (método do complexo fosfomolibdico, reduzido com vitamina C, modificado por Braga & Defelipo (1974); o de Ca e Mg por espectrofotômetro de absorção atômica, após digestão nítrico-perclórica (Bataglia et al. 1983). Para cada quadrado foi estimada a taxa de liberação de nutriente (ni) através do modelo ((concentração/ concentração

inicial)~tempo). Caso o modelo fosse significativo, utilizava-se a inclinação da reta como medida de liberação de nutrientes ao longo do tempo.

Para verificar se locais com maior riqueza de espécies de artrópodes de serapilheira têm maior taxa de liberação de nutrientes (n_i), os dados de liberação de nutrientes foram ajustados a modelos lineares, nos quais a variável resposta foi a taxa de liberação de nutrientes, e a variável explicativa foi a riqueza de espécies de artrópodes. Em cada uma das análises foi feito um modelo completo, com as variáveis explicativas e os dados de teor de matéria orgânica do solo, macroporosidade, microporosidade, densidade do solo e densidade de partículas. Para estas análises, utilizou-se distribuição de erros Normal.

2.6 Teor de matéria orgânica e atributos físicos do solo

Para retirar possíveis efeitos que mascarem as variáveis que se quer testar foram acrescentadas nas análises, do presente trabalho, as seguintes co-variáveis: (i) teor de matéria orgânica, (ii) atributos físicos do solo. A coleta desses dados foi realizada após os 225 dias de exposição do material ao campo.

Para determinação do teor de matéria orgânica foi retirado um bloco de solo de 20 x 20 cm de área por 10 cm de profundidade de cada quadrado amostrado. Este solo foi levado para realização da análise do teor de matéria orgânica do solo (MOS). As análises foram feitas conforme protocolo proposto pela Embrapa (1997).

Foram considerados atributos físicos do solo a densidade de partículas, microporosidade, porosidade total e macroporosidade. Para a determinação desses atributos, em cada quadrado foi coletada uma amostra de solo com anel volumétrico. Nos volumes de solo amostrados, os valores de densidade de partículas foram avaliados pelo método do anel volumétrico (Vomocil 1965). Já a microporosidade e a porosidade total, que é o teor de água retido no volume de solo quando submetido a um potencial matricial (mesa de tensão), foram calculadas pela relação da densidade do solo com a densidade de

partícula. A macroporosidade foi calculada através da diferença entre a porosidade total e a microporosidade.

2.7 Composição de espécies de artrópodes de serapilheira

A ocorrência das espécies foi submetida à Análise de Componentes Principais (PCA) efetuada no software PAST (Hammer 2001). Esta análise produziu um conjunto de valores que relacionou os pontos amostrais aos valores dos eixos resultantes da análise (Clevatti & Schoereder 1995). Foram feitas análises da composição de todos os grupos de artrópodes e de cada grupo individualmente.

Os valores dos eixos foram correlacionados às taxas de decomposição, sendo efetuadas análises de regressão no software R (R Development Core Team 2007), onde a variável resposta foi coeficiente de decomposição (*c*) e a variável explicativa foi um dos eixos obtidos na análise de PCA.

3. Resultados

3.1 Fauna de artrópodes de serapilheira

Foram coletadas 166 espécies de artrópodes (Anexo 1) pertencentes a sete grandes classes: (i) Arachnida, (ii) Malacostraca, (iii) Symphyla, (iv) Chilopoda, (v) Diplopoda, (vi) Entognatha e (vii) Insecta. A classe que apresentou um maior número de ordens foi a Insecta (10 Ordens), seguida por Arachnida (quatro Ordens), Entognatha (três Ordens), Malacostraca, Symphyla, Chilopoda e Diplopoda (uma Ordem cada).

Dentre os Insecta, as ordens com maior número de famílias foram Coleoptera (16 famílias), seguido por Hemiptera (cinco famílias), Hymenoptera (três famílias) e Orthoptera, Thysanoptera, Trichoptera, Psocoptera, Isoptera (uma família cada). O grupo que apresentou maior riqueza de espécies foi Formicidae, com 65 espécies pertencentes a 18 gêneros, representando cinco das 14 subfamílias de formigas que ocorrem na região

Neotropical. A subfamília que apresentou o maior número de espécies foi Myrmicinae (10 gêneros e 46 espécies), seguido por Ponerinae (dois gêneros e 11 espécies), Formicinae (dois gêneros e quatro espécies), Ectatomminae (dois gêneros e três espécies) e Heteroponerinae (um gênero e uma espécie), sendo a maioria das espécies coletadas pertencentes ao grupo funcionais dos onívoros e predadores.

Dentro da classe Arachnida o grupo mais amostrado foi o dos ácaros, sendo coletados 1274 indivíduos distribuídos em cinco ordens: (i) Astigmata, (ii) Mesostigmata (iii) Metastigmata, (iv) Oribatida e (v) Prostigmata. Dos 1274 indivíduos coletados 81% pertenciam à ordem dos Oribatida. Ainda dentro dessa classe, foram coletadas 16 famílias de aranhas, cinco morfoespécies de pseudoescorpião e uma de opilião, sendo a maioria dos indivíduos dessa classe pertencentes ao grupo funcional dos detritívoros.

A classe dos Entognatha foi representada por três ordens: Collembola, Protura e Diplura, a ordem Collembola apresentou a maior diversidade de morfoespécies coletada. Ainda foram coletados indivíduos representantes das classes Malacostraca e Diplopoda (três morfoespécies cada), Chilopoda (duas morfoespécies) e Symphyla (uma morfoespécie). Entre os grupos coletados, os que apresentaram maior dominância numérica foram os ácaros, formigas e colêmbolas.

Esses indivíduos foram agrupados em quatro grupos funcionais, baseado em seus hábitos alimentares: predadores, detritívoros, onívoros e fungívoros (Tabela 1).

Tabela 1 - Divisão da fauna de artrópodes em grupos funcionais.

Grupos funcionais	Grupos taxonômicos
Detritívoros	Collembola, Isoptera, Isopoda, Psocoptera, Acari (Oribatida e Mesostigmata), Symphyla, Diplopoda, Protura, Coleoptera
Onívoros	Orthoptera, Thysanoptera, Acari (Astigmata), Blattodea,

	Psocoptera, Orthoptera, Hymenoptera (Formicidae)
Predadores	Araneae, Pseudoescorpionida, Opiliones, Chilopoda, Diplura, Hymenoptera (vespa), Acari (Mesostigmata, Metastigmata e Prostigmata), Coleoptera, Hymenoptera (Formicidae)
Fungívoros	Coleoptera

3.2 Fauna de artrópodes de serapilheira x taxa de decomposição

A riqueza total de espécies de artrópodes não influenciou a taxa de decomposição ($F_{1,28}=1,93$ e $p=0,17$) (Figura 4). Das co-variáveis analisadas, a taxa de decomposição respondeu significativamente apenas ao teor de matéria orgânica do solo ($F_{1,28}=5,65$; $p=0,02$) (Figura 5), e não a densidade do solo, densidade de partículas, microporosidade, macroporosidade.



Figura 4: Relação entre a taxa de decomposição e a riqueza de artrópodes da serapilheira ($F_{1,28}=1,93$; $p=0,17$), em Viçosa-MG, Brasil.

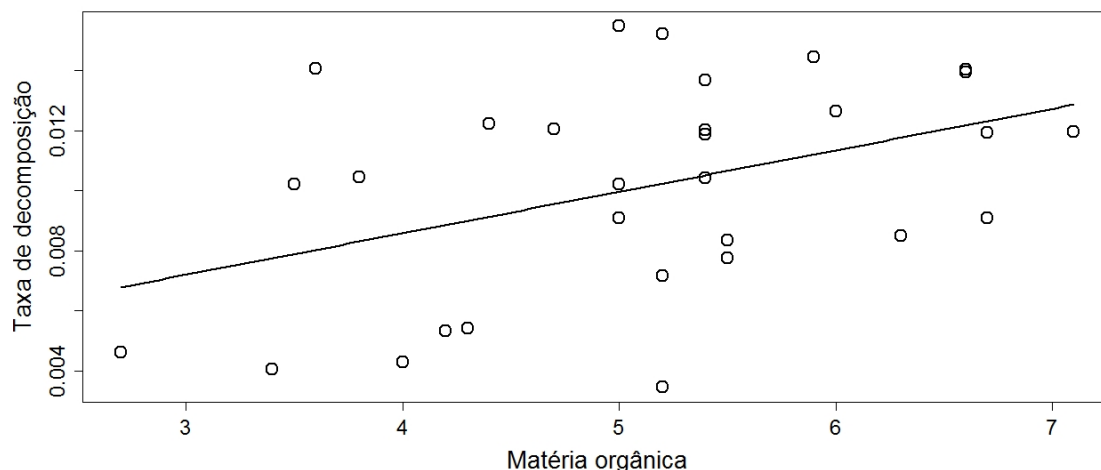


Figura 5: Relação entre a taxa de decomposição e o teor de matéria orgânica no solo ($F_{1,28}=5,65$; $p=0,02$), em Viçosa-MG, Brasil.

Quando as análises foram feitas considerando os grupos funcionais das espécies também não foi observada influência significativa da riqueza de espécies de cada grupo funcional sobre a taxa de decomposição (detritívoro: $F_{1,29}=0,001$ $p=0,97$; onívoro: $F_{1,29}=1,13$ $p=0,29$; predador $F_{1,29}=1,70$ $p=0,20$; fungívoro $F_{1,29}=0,23$ $p=0,63$).

Além disso, não foi observada variação significativa na taxa de liberação dos nutrientes analisados (N, P, Ca e Mg) ao longo do tempo em nenhum dos 30 pontos amostrados. Dessa forma aceitou-se que a taxa de liberação de nutrientes foi igual a zero. Sendo assim, não foi possível testar se houve efeito da riqueza de espécies sobre a liberação de nutrientes.

3.3 Composição específica das comunidades de artrópodes de serapilheira e a taxa de decomposição

Na análise de PCA não foram encontrados eixos específicos que modifiquem significativamente a taxa de decomposição (eixo 1: $F_{1,28}= 0,33$; $p= 0,85$; eixo 2: $F_{1,27}<0,001$; $p= 0,95$; eixo 3: $F_{1,26}= 0,02$; $p=0,86$; eixo 4: $F_{1,25}<0,001$; $p= 0,95$).

Adicionalmente foram feitas análises de PCA com a frequência de espécies dentro de cada grupo individualmente (Collembola, Formicidae, Coleoptera, Acari e Outros

artrópodes). Para cada um desses grupos foram gerados valores que relacionaram os pontos amostrais aos valores dos eixos. Ao relacionar os valores de eixos obtidos para cada grupo acima citado sobre a taxa de decomposição (Tabela 2), foi encontrada influência significativa do eixo 2 ($F_{1,28} = 6,13$; $p = 0,01$) e do eixo 4 ($F_{1,28} = 4,21$; $p = 0,049$) somente para a composição específica dos ácaros. Uma vez que a análise de componentes principais atribui a maior explicação das variações encontradas ao eixo 1, a segunda maior explicação ao eixo 2 e assim por diante, optou-se pelo uso do eixo 2 para as análises subsequentes. Desse modo foi observada uma correlação negativa entre a taxa de decomposição e os seguintes grupos de ácaros predadores: Trombidiidae e Laelapidae.

Tabela 2 – Resultados da análise de regressão: Valores de eixos obtidos na análise de PCA em relação à taxa de decomposição.

Composição dos Grupos	D.F	F	p
Collembola	26	0,35	0,79
Formicidae	25	0,82	0,52
Coleoptera	25	0,63	0,64
Acari	28	6,13	0,01 *
Outros artrópodes	25	1,28	0,30

* Indica relação significativa $p < 0,05$ encontrada pelo teste F.

4. Discussão

4.1 Fauna de artrópodes de serapilheira

De acordo com Correia & Andrade (1999), a dominância de espécies dos grupos Formicidae (Insecta), Acari (Arachnida) e Collembola (Entognatha) é esperada uma vez que, esses são grupos verdadeiramente associados a processos do subsistema decompositor, especialmente à decomposição da serapilheira. Além disso, padrões semelhantes ao aqui descrito foram encontrados por Collevatti & Schoereder (1995) e Louzada et al. (1997), trabalhando em fragmentos de florestas secundária no município de

Viçosa. As funções desses artrópodes na serapilheira e no solo dependem principalmente de seus hábitos alimentares e consequentemente do grupo funcional do qual fazem parte. Dos grupos funcionais predominantes na área estudada os detritívoros desempenham um papel mais expressivo na decomposição, através da fragmentação da serapilheira, regulação das populações microbianas, entre outras funções (Giller 1996).

As formigas constituem um dos grupos mais importantes nas regiões tropicais, tanto pela diversidade como por sua abundância. Além disso, das cerca de 12.500 de formigas espécies descritas no mundo aproximadamente 63% habitam o solo e/ou a serapilheira (Wall & Moore 1999; Bolton 2006). Myrmicinae é a maior e mais diversificada subfamília de formigas, tanto em termos regionais como globais (Hölldobler & Wilson 1990). Além disso, mais de 45% das espécies de formigas pertence a esta subfamília Bolton (2006). Condizendo com os resultados aqui encontrados.

O número de espécies de ácaros coletados neste trabalho foi alto, o que é coerente com os resultados de Louzada et al. (1997), que em seu trabalho relataram alta densidade de ácaros em fragmentos de floresta secundária na mesma região estudada no presente trabalho. Segundo Coleman & Crossley (1996) os grupos de ácaros mais frequentes no solo e serapilheira são Prostigmata, Mesostigmata, Astigmata (Coleman & Crossley 1996) e Oribatida (Paschoal et al. 1996; Oliveira 1999). Os Oribatida constituem um dos grupos mais numerosos de artrópodes do conjunto solo-serapilheira, tanto em número de espécies quanto número de indivíduos (Flechtmann 1975; Hagvar & Kjondal 1981). Sendo os Oribatida o grupo de ácaros mais representativo nas amostras do presente trabalho.

Além disso, a predominância da ordem Oribatida no presente trabalho é semelhante aos resultados encontrados por Franklin et al. (2004) e Santos et al. (2008), utilizando a mesma metodologia de coleta. Esse grupo tem um importante papel no processo de decomposição, uma vez que a maioria das espécies dessa ordem faz parte do grupo dos detritívoros, participando de todas as fases desse processo. Basicamente, os Oribatida

ingerem alimento sólido (Paschoal et al. 1996), embora, existam espécies que se alimentam de praticamente todos os recursos produzidos no solo (Oliveira 1999). Portanto, esse grupo apresenta uma ótima utilização dos recursos disponíveis no sistema solo-serapilheira, sendo considerado elo importante da cadeia de detritívoros (Hagvar & Kjondal 1981; Neher & Barbercheck 1999).

Junto aos ácaros, os Collembola apresentaram alta frequência nas amostras. Em termos de funcionalidade, esse grupo está inserido dentro dos detritívoros. Suas atividades tróficas incluem tanto o consumo de microrganismos da microfauna como a fragmentação de material vegetal em decomposição (Correia & Andrade 1999). Este grupo, além de participar efetivamente do processo de decomposição, constitui importante fonte de alimento para outros organismos predadores, como aranhas, coleópteros e ácaros (Coleman & Crossley 1996; Lavelle 1996).

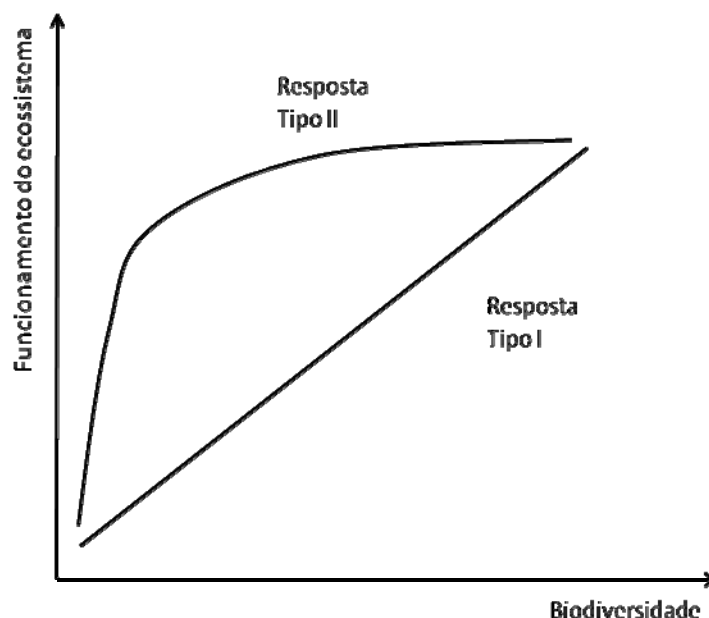
A ordem Coleoptera foi a que apresentou maior número de famílias amostradas, uma vez que os besouros são os insetos mais ricos em espécies e em número de indivíduos do reino animal (Coleman & Crossley 1996). Possuem hábito alimentar variado, desde predadores, fitófagos a detritívoros (Marinoni et al. 2003). Várias famílias desta ordem estão associadas aos processos de decomposição, sendo responsáveis por uma fração significativa da ciclagem de nutrientes (Coleman & Crossley 1996), além de muitos serem predadores de detritívoros. A importância destes insetos estaria no controle do processo de decomposição via predação da fauna detritívora propriamente dita (Penny et al. 1978), porém, a enorme diversidade de espécies, famílias e estilos de vida torna qualquer generalização sobre o grupo impossível (Poggiani et al. 1996).

4.2. Riqueza e composição de espécies de artrópodes e taxa de decomposição

Diferentemente de outros estudos realizados em ecossistemas terrestres com vegetação de pradarias (Tilman 1996; Tilman et al. 1997; Hooper & Vitousek 1998;

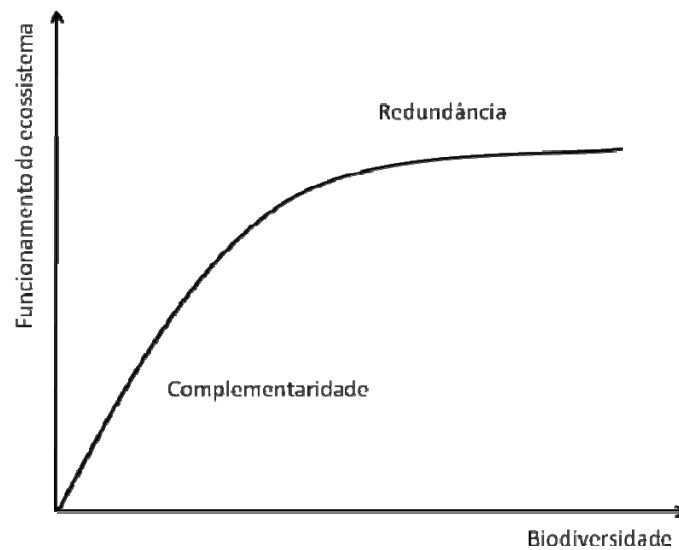
Symstad & Tilman 2001; Tilman et al. 2002; Aarssen et al. 2003), nesse trabalho não foi encontrada influência significativa da riqueza de espécies de artrópodes sobre o processo de decomposição.

A ausência de relação entre a taxa de decomposição e a riqueza de espécies de artrópodes poderia sugerir que há redundância entre as espécies de artrópodes presentes na serapilheira (Naeem et al. 2002). De acordo com essa hipótese, as comunidades são compostas por grupos de espécies que têm papéis similares, de maneira que o aumento na riqueza pode não se traduzir na modificação do funcionamento do ecossistema. A hipótese da redundância não exclui necessariamente outra hipótese para explicar o padrão, a chamada hipótese da linearidade, que sugere a existência de espécies singulares desempenhando papéis específicos no funcionamento dos ecossistemas. De acordo com essa hipótese espera-se um aumento linear no funcionamento do ecossistema em resposta ao aumento da riqueza de espécies. Segundo Schwartz et al (2000), dois tipos de curva podem ser gerados por estas duas hipóteses, de acordo com a figura abaixo:



Uma relação linear (curva Tipo I) seria gerada caso as espécies fossem singulares e uma relação assintótica (curva Tipo II) seria esperada caso a maioria das espécies fosse

redundante. No entanto, as duas hipóteses podem ser explicadas por apenas uma curva, dependendo da escala de biodiversidade amostrada, conforme a figura abaixo:



Dessa forma, a linearidade seria um componente da curva de redundância e seria esperada em diversidades mais baixas. Acima de determinadas riquezas de espécies haveria uma saturação do funcionamento, com espécies desempenhando papéis iguais ou semelhantes. Os dados obtidos nesse trabalho podem ser enquadrados dentro dessa última escala de diversidade. Uma forma de testar essa hipótese seria a diminuição manipulativa da riqueza de espécies nos sacos de decomposição, como por exemplo, o uso de algum tipo de biocida.

Em relação aos hábitos alimentares, a riqueza de espécies dos grupos funcionais não influenciou a taxa de decomposição da serapilheira, o que contrasta com vários estudos que relatam aumento no processo de decomposição em função do aumento da riqueza dentro dos grupos funcionais (Laakso & Setälä 1999; Wardle et al. 2000; Wardle 2002). Por exemplo, em um mini-ecossistema laboratorial, a exclusão de herbívoros alterou significativamente o processo de produção primária (Setälä 2002). Além disso, o aumento da diversidade de grupos funcionais causou aumento na decomposição de serapilheira em pradarias (Tilman et al. 1997). Nesses dois casos há resposta positiva do funcionamento do ecossistema (e.g. processo de decomposição) ao aumento da diversidade de grupos

funcionais. A ausência de resposta significativa da taxa de decomposição à diversidade dentro dos grupos funcionais encontrados nesse trabalho pode ter ocorrido devido ao alto grau de redundância funcional assumida para as muitas espécies da fauna de artrópodes coletadas.

A taxa de decomposição respondeu positivamente ao aumento da matéria orgânica do solo, fato este que pode ter ocorrido devido à fonte de nutrientes que a matéria orgânica do solo representa, servindo como substrato para a comunidade de artrópodes e consequentemente para os organismos edáficos responsáveis pelo processo de decomposição (Primavesi 1990).

Não houve liberação de nutrientes (N, P, Ca e Mg) ao longo do tempo de exposição (225 dias) do material ao campo. Diferentemente, Louzada et al. (1997), estudando florestas estacionais semidecíduas, encontraram taxa de liberação significativa dos mesmos nutrientes aqui analisados. Embora no trabalho acima citado a taxa de liberação de nutrientes serviu como subsídio apenas para comparar a qualidade nutricional da serapilheira utilizada nas bolsas de decomposição. A ausência de liberação significativa dos nutrientes avaliados no presente trabalho pode ter algumas explicações alternativas.

Em primeiro lugar, o tempo de exposição do material no campo pode ter sido pequeno para que houvesse liberação dos nutrientes. Embora alguns autores tenham encontrado liberação de nutrientes em tempo igual ou inferior ao do presente trabalho, como por exemplo, Mariano et al. (2007) verificaram que para haver uma total degradação da serapilheira e liberação dos nutrientes, em ambientes de Restinga, são necessários de 2 a 9 anos. Uma pergunta pertinente, entretanto, seria: “por quê a taxa de decomposição foi significativa, embora a liberação de nutrientes aqui avaliados não tenha sido?”.

Nesse contexto, outros autores também encontraram resultados semelhantes, por exemplo, Cromack & Monk (1975), verificaram que as taxas de liberação de Nitrogênio, Fósforo e Cálcio foram bem inferiores à perda de peso total da serapilheira. Uma possível

explicação pode ser a retenção e imobilização dos nutrientes retirados da serapilheira no protoplasma das células dos detritívoros e decompositores. Outra possível explicação seria o fato de que tecidos foliares apresentam uma alta razão C:N e que a decomposição significativa observada no trabalho seria devida principalmente à perda de compostos carbônicos, com retenção dos demais nutrientes por mais tempo. Uma forma de se avaliar essa hipótese seria a realização de um experimento parecido com o desenvolvido aqui, no qual a razão C:N fosse também acompanhada ao longo da exposição do material no campo.

A análise da composição total das comunidades de artrópodes coletada mostrou que não há composição específica dentro de todos os grupos analisados associados a taxas específicas de decomposição, ou seja, parece não haver grupos de artrópodes que contribuam de maneira mais efetiva no processo de decomposição no sistema estudado. Esse fato pode novamente ser atribuído ao alto grau de redundância das espécies na área estudada. Além disso, é possível ocorrer um arranjo na composição da comunidade de artrópodes, onde uma quantidade mínima de espécies constituiria um “arranjo funcional” em que as principais funções do ecossistema, como por exemplo, a taxa de decomposição seria mantida (Tilman et al. 1997; Hooper & Vitousek 1998).

Quando analisados individualmente a composição específica de cada grupo de artrópodes coletados (Tabela 2) a taxa de decomposição respondeu significativamente a composição específica do grupo de ácaros, sendo os principais responsáveis por essa resposta Trombidiidae e Laelapidae. Foi observada influência negativa desses dois grupos sobre a taxa de decomposição. A influência negativa exercida por esses grupos pode ser justificada devido ao hábito alimentar que os mesmos apresentam, sendo predadores de diferentes artrópodes que vivem no solo/serapilheira (Moraes & Flechtmann 2008), o que poderia afetar diretamente a composição local de espécies, influenciando consequentemente o processo de decomposição.

Nesse caso, esses dois grupos de ácaros poderiam ser exemplos de grupos-chave, uma vez que sua presença implica na diminuição da taxa de decomposição, dessa forma pressupõe-se que determinadas espécies que compõe esses grupos apresentam características singulares, influenciando de maneira única na amplitude do processo de decomposição.

5. Conclusões

O fato da riqueza da comunidade de artrópodes não influenciar nos processos estudados, pode indicar tão somente a redundância assumida por grupos de espécies de artrópodes, de maneira que a taxa de decomposição não difira estatisticamente nos pontos estudados.

Por fim, a ausência de relação entre biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas deve ser interpretada com cautela sob a ótica conservacionista. Os resultados aqui apresentados não significam necessariamente que a perda de espécies em um ecossistema como o estudado não implique em alterações na dinâmica de seu funcionamento. Em primeiro lugar, há outras medidas de funcionamento de ecossistemas que não foram avaliadas aqui e sobre as quais não se podem fazer generalizações. Embora a principal conclusão seja que a maioria das espécies possa desempenhar papéis redundantes, viu-se também que espécies-chave podem estar presentes, desempenhando papéis importantes e praticamente exclusivos. Nesse caso, a perda de tais espécies poderia implicar em perdas para o funcionamento geral do sistema.

Referências

- Aarssen, L. W., 1997. High productivity in grassland ecosystems: effected by species diversity or productive species? *Oikos* 80: 183-184.
- Aarssen, L. W., Laird, R. A., Pither, J., 2003. Is the productivity of vegetation plots higher or lower when there are more species? Variable predictions from interaction of the 'sampling effect' and 'competitive dominance effect' on the habitat templet. *Oikos* 102: 427-432.
- Barnes, D. R., 1984. *Zoologia dos invertebrados*. 4 ed. Pennsylvania: Roca.
- Bataglia, O. C., Furlani, A. M. C., Teixeira, J. P. F., Furlani, P. R., Gallo, J. R., 1983. *Métodos de análise química de plantas*. Campinas, Instituto Agrônômico.
- Bolton, B., Alpert, G., Ward, P.S., Naskrecki, P., 2006. *Catalogue of Ants of the World: 1758-2005*. Cambridge, Massachusetts: Harvard University Press.
- Borror, D. J., Delong, D. M., Triplehorn, C. A., Johnson, N. F., 2005. *Introduction to the study of insects*.
- Braga, J. M., Defelipo, B. V., 1974. Determinação espectrofotométrica de fósforo em extrato de solo e material vegetal. *Revista Ceres* 21:73-85.
- Castanho, C. T., Oliveira, A. A., 2008. Relative effect of litter quality, forest type and their interaction on leaf decomposition in south-east Brazilian forests. *Journal of Tropical Ecology*. 24: 149-156.
- Coleman, D.C., Crossley, D.A., 1996. *Fundamentals of Soil Ecology*. London: Academic Press.
- Collevatti, R. G., Schoereder, J. H., 1995. Microclimate ordination and litter arthropod distribution. *Journaul of the Brazilian Association for the Advanced of Science* 47: 38-40.
- Correia, M. E. F., 2002. *Potencial de Utilização dos Atributos das Comunidades de Fauna de Solo e de Grupos Chave de Invertebrados como Bioindicadores do Manejo de Ecossistemas*. Seropédica: Embrapa Agrobiologia.
- Correia, M. E. F., Andrade, A. G., 1999. Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes. In: Santos, G. A., Camargo, F. A. O., (eds.) *Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais*. Porto Alegre: Genesis. 197-225.
- Cromack, K., Jr and Monk, C. D., 1975. Litter production, decomposition, and nutrient cycling in a mixed hardwood watershed and white pine watershed. In: Howell, F. G., Gentry, J. B. and. Smith, M. H. (eds.) *Mineral Cycling in Southeastern Ecosystems*. 609-624.
- Delabie, J. H.C., Agosti, D., Nascimento, I. C., 2000. Litter and communities of the Brazilian Atlantic rain forest region. In: Agosti, D.; Majer, J. D., Alonso, L. T. de, Schultz, T. Measunring and monitoring biological diversity: Standart methods.
- Ehrlich, P. R., Walker, B., 1998. Rivets and redundancy. *Bioscience* 48: 387.
- Embrapa, 1997. *Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise de solo*. Brasília, Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro, Embrapa Solos.

- Eviner, V. T., Chapin III, F. S., 2003. Functional matrix: A conceptual framework for predicting multiple plant effects on ecosystem process. *Annual Reviews in Ecology and Systematics* 34:455-485.
- Flechtmann, C. H. W., 1975. *Elementos de acarologia*. São Paulo: Nobel.
- Franklin, E., Hayek, T., Fagundes, E. P., Silva, L. L., 2004. Oribatid mite (acari: oribatida) contribution to decomposition dynamic of leaf litter in primary forest, second growth, and polyculture in the Central Amazon. *Braz. J. Biol.* 64: 59-72.
- Gaston K. J., 1996. Species richness: measure and measurement. In: Gaston, K.J. (ed). *Biodiversity: A Biology of Numbers and Difference*. Blackwell, Oxford.
- Giller, P. S., O'Donovan, G., 2002. Biodiversity and ecosystem function: do species matter? *Biology and environment: proceeding of the Royal Irish Academy* 3: 129-139.
- Giller, P. S., 1996. The diversity of soil communities, the 'poor man's tropical rainforest'. *Biodiversity and Conservation* 5: 135-168.
- Grimaldi, D., Engel, M.S., 2005. *Evolution of the Insects*. Cambridge University Press.
- Hagvar, S., Kjondal, B. R., 1981. Succession, diversity and feeding habits of microarthropods in decomposing birch leaves. *Pedobiologia*, 22: 385-408.
- Hammer, O, Harper, D. A. T., Ryan, P. D., 2001. PAST-PALaeontological STatistics ver. 1.21. <http://palaeo-electronica.org>
- Hanagarth, W., Martius, C., Beck, L., Garcia, M., 1999. Soil fauna and litter decomposition in primary and secondary forest and a mixed culture system in Amazonia. In: Beck, L.; Gasparotto, I. (ed.). *Soil fauna and litter decomposition in primary and secondary forest and a mixed culture system in amazonia*. Karlsruhe: SHIF Project ENV.
- Härrenschwiler, S., Tiunov, A. V., Scheu, S., 2005. Biodiversity and Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 36: 191-218.
- Hölldobler, B., Wilson, E. O., 1990. *The ants*. Cambridge, Massachusetts: the Belknap Press of Harvard university Press.
- Hooper, D. U., Vitousek, P. M., 1997. The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. *Science* 277: 1302-1305.
- Hooper, D. U., Vitousek, P. M., 1998. Effects of plant composition and diversity on nutrient cycling. *Ecological Monographs* 44: 465-482.
- Hughes, J. B., Roughgarden, J., 2000. Species Diversity and Biomass Stability. *The American Naturalist* 155: 618-627.
- Huston, M. A., Aarssen, L. W., Austin, M. P., Cade, B. S., Fridley, J. D., Garnier, E., Grime, J. P., Lauenroth, W. K., Thompson, K., Vandermeer, J. H., Wardle, D. A., 2000. No Consistent Effect of Plant Diversity on Productivity. *Science* 289: 1255.
- Laakso, J., Setälä, H., 1999. Sensitivity of primary production to changes in the architecture of belowground food webs. *Oikos* 87:57-64
- Lavelle, P., 1996. Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biology International*. 33: 3-16.
- Lawton, J. H., Brown, V. K., 1994. Redundancy in ecosystems. *Biodiversity and ecosystem function*. E. D. Schulze e H. A. Mooney. Berlin, Springer-Verlag: 255-270.

- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., 2002. Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspectives. Oxford, Oxford University Press.
- Louzada, J. N. C., Schoereder, J. H., De Marco Jr. P., 1997. Litter decomposition in semideciduous forest and *Eucalyptus* spp. crop in Brazil: a comparison. *Forest Ecology and Management* 94: 31-36.
- Marinoni, R.C., Ganho, N. G., Monné, M. L., Mermudes, J. R. M., 2003. Hábitos alimentares de Coleoptera: (Insecta). Ed. Holos.
- Mason, C. F., Decomposição. 1980. Trad. Camargo, O. A. São Paulo: EPU: Editora da Universidade de São Paulo.
- Mariano et al. 2007 Mariano, K. R. S., Solange Maria Costa de Amorim, S. M. C., C Júnior, A. S. M., Silva, K. K. A., 2007. Decomposição e Liberação de Nutrientes da Fração Foliar de *Coccoloba ramosissima* Wedd. *Revista Brasileira de Biociências* 5:372-374.
- Mikola, J., Setälä, H., 1998. Relating species diversity to ecosystem functioning: mechanistic backgrounds and experimental approach with a decomposer food web. *Oikos* 83: 180-194.
- Moore, J. C., Walter, D. E., Hunt, H. W., 1988. Arthropod regulation of micro-and mesobiota in bellow-ground detrital food webs. *Annual Reviews of Entomology*. 33: 419-439.
- Moraes, G. J., Flechtmann, C. H. W., 2008. Manual de Acarologia: Acarologia Básica e Ácaros de Plantas Cultivadas no Brasil. Editora Holos. Ribeirão Preto.
- Naeem, S., Loreau, M., Inchausti, P., 2002. Biodiversity and ecosystem functioning: the emergence of a synthetic ecological framework. In: Loreau, M., Naeem, S. & Inchausti, P. (eds.). Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspectives. Oxford, Oxford University Press.
- Naeem, S., Thompson L. J., Lawler, P., Lawton J. H., Woodfin, R. M., 1994. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature* 386: 734-737.
- Neher, D. A., Barbercheck, M. E., 1999. Diversity and function of soil mesofauna, In: Collins, W. & Qualset, C. (eds). Biodiversity in Agroecosystems. Washington, CRC.
- Oliveira, A. R., 1999. Efeito do *Baculovirus anticarsia* sobre Oribatida edáficos (Arachnida: Acari) na cultura de soja. São Paulo. 69p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.
- Paine, R. T., 2002. Trophic control of production in a rocky intertidal community. *Science* 296: 736-739.
- Palacio, E. E., Fernández, F., 2003. Claves para las subfamilias y géneros. In: Fernández, F. (ed). Introducción a las hormigas de la region Neotropical. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humbolt, Bogotá, Colômbia.
- Paschoal, A. D., Monteiro, A. R., Ferraz, L. C. C. B., 1996. Fundamentos de zoologia agrícola e parasitologia: animais do meio rural e sua importância. Piracicaba: DECALQ.
- Penny, N. D., Arias, J. R., Schubart, H. O. R., 1978. Tendências populacionais da fauna de coleópteros do solo sob floresta de terra firme na Amazônia. *Revista Acta Amazonica*. 8: 259-265.
- Pimm, S. L., 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature* 307: 321-326.

- Poggiani, F., Oliveira, R. E., Cunha, G.C., 1996. Práticas de ecologia florestal. Documentos florestais. 16: 1-44.
- Primavesi, A., 1990. Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais. São Paulo: Nobel.
- R Development Core Team., 2007. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Ribas, C. R., Sobrinho, T. G., Schoereder, J. H., Sperber, C. F., Lopes-Andrade, C., Soares, S. M., 2005. How large is large enough for insects? Forest fragmentation effects at three spatial scales. *Acta Oecologica* 27: 31-41.
- Ribas, R. F., Meira-Neto, J. A. A., Silva, A. F., Souza, A. L., 2003. Composição florística de dois trechos em diferentes etapas serais de uma Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. *Revista Árvore*. 27: 821 – 830.
- Santos, E. M. R., Franklin, E., Luizão, Flávio J., 2008. Litter manipulation and associated invertebrate fauna in secondary forest, central Amazonia, Brazil. *Acta Oecologica* 34: 274-284.
- Schlapfer, F., Schmid. B., 1999. Ecosystem effects of biodiversity: A classification of hypotheses and exploration of empirical results. *Ecological Applications* 9: 893-912.
- Schwartz, M. W., Brigham, C. A., Hoeksema, J. D., Lyons, K. G., Mills, M. H., Mantgem, P. J., 2000. Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. *Oecologia* 122: 297-305.
- Setälä, H., 2002. Sensitivity of ecosystem functioning to changes in trophic structure, functional group composition and species diversity in belowground food webs. *Ecological Research* 17: 207-215.
- Soares, S. M., Schoereder J. H., DeSouza, O., 2001. Process involved in species saturation of ground-dwelling ant communities (Hymenoptera, Formicidae. *Austral Ecology* 26: 187-192.
- Symstad, A. J., Tilman, D., 2001. "Diversity loss, recruitment limitation, and ecosystem functioning: lessons learned from a removal experiment." *Oikos* 92: 424-435.
- Tilman, D., 1996. "Biodiversity: Population versus ecosystem stability." *Ecology* 77: 350-363.
- Tilman, D., Wedin D., Knops, J. M. H., 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* 379: 718-720.
- Tilman, D., 2000. Causes, consequences and ethics of biodiversity. *Nature* 405: 208-211.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., 2002. Plant diversity and composition: effects on productivity and nutrients dynamics of experimental grasslands. *Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspectives*. M. Loreau, S. Naeem e P. Inchausti. New York, Oxford University Press.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., Siemann, E., 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277: 1300-1302.
- Tilman, D., Reich, P. B., Knops, J. M. H., 2006. Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. *Nature* 441: 629-632.

- Tilman, D., Reich, P. B., Knops, J. M. H., Wedin, D., Mielke, T., Lehman, C., 2001. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science* 294: 843-845.
- Veloso, H. P., Rangel Filho, A. L. R., Lima, J. C. A., 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: IBGE.
- Villela, D. M., Nascimento, M. T., Aragão, L. E. O. C., Gama, D. M., 2006. Effect of selective logging on Forest structure and nutrient cycling in a seasonally dry Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Biogeography* 33: 506-516.
- Vomocil, J. A. Porosity. In: Black, C.A., 1965. *Methods of soil analysis: physical and mineralogical properties, including statistics of measurement and sampling*. Madison: American Society of Agronomy. 1: 499-510.
- Wall, D.H., Moore, J.C., 1999. Interactions underground. *Bioscience*. 49:109-117.
- Wardle D. A., 2002. *Communities and Ecosystems: Linking the Aboveground and Belowground Components*. Princeton, NJ: Princeton Univ. Press.
- Wardle, D. A., Bonner, K. I., Barker, G. M., 2000. Stability of ecosystem properties in response to above-ground functional group richness and composition. *Oikos* 89: 11-23.

Anexo 1: Espécies/ morfoespécies de artrópodes e respectivos hábitos alimentares, coletadas em sacos de decomposição durante o período de junho de 2008 a fevereiro de 2009, no município de Viçosa-MG, Brasil.

Grupo Taxonômico	Hábito alimentar
Classe Arachnida	
ARANEAE	
Araneidae	Predador
Corinnidae	Predador
Deinopidae	Predador
Hahniidae	Predador
Linyphiidae	Predador
Nesticidae	Predador
Ochyroceratidae	Predador
Oonopidae	Predador
Pholcidae	Predador
Salticidae	Predador
Scytodidae	Predador
Symphytognathidae	Predador
Tetragnathidae	Predador
Theridiidae	Predador
Zodariidae	Predador
Zoridae	Predador
PSEUDOESCORPIONIDA	
Pseudo sp. 1	Predador
Pseudo sp. 2	Predador
Pseudo sp. 3	Predador
Pseudo sp. 4	Predador
Pseudo sp. 5	Predador
OPILIONES	
Opiliones sp. 1	Predador
ACARI	
ASTIGMATA	
Acaridae	Onívoro
METASTIGMATA	
Argasidae	Predador
MESOSTIGMATA	
Ascidae	Predador
Dermanyssidae	Hematófagos
Epicriidae	Predador

Tabela 1. (continuação)

Taxa	Hábito alimentar
Laelapidae	Predador
Macrochelidae	Predador
Parasitidae	Predador
Phytoseiidae	Predador
Rhodacaridae	Predador
Uropodina	Predador
Urupodidae	Predador
Veigaiidae	Detritívoro
Zerconidae	Predador
PROSTIGMATA	
Anystidae	Predador
Erythraeidae	Predador
Eupodidae	Predador
Hydrachnidae	Indefinido
Labidostommidae	Predador
Penthaleidae	Fitófago
Raphignatidae	Predador
Trombidiidae	Predador
ORIBATIDA	Detritívoro
Classe Malacostraca	
ISOPODA	
Isopoda sp. 1	Detritívoro
Isopoda sp. 2	Detritívoro
Isopoda sp. 3	Detritívoro
Classe Symphyla	
Symphyla sp. 1	Detritívoro
Classe Chilopoda	
Chilopoda sp. 1	Predador
Chilopoda sp. 2	Predador
Classe Diplopoda	
Diplopoda sp. 1	Detritívoro
Diplopoda sp. 2	Detritívoro
Diplopoda sp. 3	Detritívoro
Classe Entognatha	
PROTURA	

Tabela 1. (continuação)

Taxa	Hábito alimentar
Protura sp. 1	Detritívoro
Protura sp. 2	Detritívoro
DIPLURA	
Diplura sp. 1	Predador
Diplura sp. 2	Predador
COLLEMBOLA	
Entomobryidae	Detritívoro
Isotomidae	Detritívoro
Sminthuridae	Detritívoro
Neelidae	Detritívoro
Classe Insecta	
COLEOPTERA	
Lymexylidae	Fungívoro
Cucujoidea	
Nitidulidae	Detritívoro
Cucujidae	Predador
Amphizoidae	
Rhysodidae	Fungívoro
Carabidae	Predador
Tenebrionoidea	
Mordellidae	Herbívoro
Crysomeloidea	
Crysomelidae	Herbívoro
Hydrophuloidea	
Histeridae	Predador
Staphylinoidea	
Leiodidae	Fungívoro
Ptilliidae	Fungívoro
Pselaphidae	Predador
Scydmaenidae	Predador
Staphilinidae sp. 1	Outros hábitos
Staphilinidae sp. 2	Outros hábitos
Staphilinidae sp. 3	Outros hábitos
Staphilinidade sp. 4	Outros hábitos
Staphilinidade sp. 5	Outros hábitos
Staphilinidade sp. 6	Outros hábitos
Staphilinidae (Larva)	Outros hábitos
Scarabaeoidea	
Scarabaeidae	Detritívoro
Curculionoidea	

Tabela 1. (continuação)

Taxa	Hábito alimentar
Curculionidae	Herbívoro
Scotyliidae	Outros hábitos
Superfamília Bostrichoidea	
Dermestidae	Outros hábitos
ORTHOPTERA	
Trigonidiidae	
<i>Amanayara</i> sp.	Onívoro
<i>Phoremia</i> sp.	Onívoro
BLATTODEA	
Blattodea sp. 1	Onívoro
Blattodea sp. 2	Onívoro
Blattodea sp. 3	Onívoro
ISOPTERA	
Velocitermes	Detritívoro
PSOCOPTERA	Detritívoro
TRICHOPTERA	Outros hábitos
THYSANOPTERA	
Thysanura	Onívoro
HEMIPTERA	
Gelastocoridae	Herbívoro
Cydinidae	Herbívoro
Tropiduchidae	Herbívoro
Tingidae	Herbívoro
Miridae	Fitófago
DIPTERA	
Adulto alado	Outros hábitos
HYMENOPTERA	
Evaniidae	Predador
Vespidae	Predador
Formicidae	

Tabela 1. (continuação)

Taxa	Hábito alimentar
<u>Subfamília Myrmicinae</u>	
Tribo Attini	
<i>Cyphomyrmex rimosus</i> (Spinola, 1851)	Cultivadoras de Fungos
Tribo Basicerotini	
<i>Octostruma rugifera</i> (Mayr, 1887)	Predador
Tribo Blepharidattini	
<i>Wasmannia affinis</i> Santschi, 1929	Onívoro
<i>Wasmannia auropunctata</i> (Roger, 1863)	Onívoro
<i>Wasmannia</i> sp. 1	Onívoro
Tribo Crematogastrini	
<i>Crematogaster curvispinosa</i> Mayr, 1862	Onívoro
<i>Crematogaster brasiliensis</i> Mayr, 1878	Onívoro
<i>Crematogaster nigropilosa</i> Mayr, 1870	Onívoro
Tribo Dacetonini	
<i>Pyramica crassicornis</i> (Mayr, 1887)	Predador
<i>Pyramica</i> sp. 1	Predador
<i>Strumigenys perparva</i> Brown, 1957	Predador
<i>Strumigenys</i> sp. 1	Predador
Tribo Myrmicini	
<i>Hylomyrma reitteri</i> (Mayr, 1887)	Predador
Tribo Pheidologetonini	
<i>Carebara pilosa</i> Fernández, 2004	Predador
Tribo Pheidolini	
<i>Pheidole</i> sp. 1	Onívoro
<i>Pheidole</i> sp. 2	Onívoro
<i>Pheidole</i> sp. 3	Onívoro
<i>Pheidole</i> sp. 4	Onívoro
<i>Pheidole</i> sp. 5	Onívoro
<i>Pheidole</i> sp. 6	Onívoro
<i>Pheidole</i> sp. 7	Onívoro
<i>Pheidole</i> sp. 8	Onívoro
<i>Pheidole</i> sp. 9	Onívoro
<i>Pheidole</i> sp. 10	Onívoro
<i>Pheidole</i> sp. 11	Onívoro
<i>Pheidole</i> sp. 12	Onívoro
Tribo Solenopsidini	
<i>Solenopsis</i> sp. 1	Onívoro
<i>Solenopsis</i> sp. 2	Onívoro
<i>Solenopsis</i> sp. 3	Onívoro
<i>Solenopsis</i> sp. 4	Onívoro
<i>Solenopsis</i> sp. 5	Onívoro
<i>Solenopsis</i> sp. 6	Onívoro

Tabela 1. (continuação)

Taxa	Hábito alimentar
<i>Solenopsis</i> sp. 7	Onívoro
<i>Solenopsis</i> sp. 8	Onívoro
<i>Solenopsis</i> sp. 9	Onívoro
<i>Solenopsis</i> sp. 10	Onívoro
<i>Solenopsis</i> sp. 11	Onívoro
<i>Solenopsis</i> sp. 12	Onívoro
<i>Solenopsis</i> sp. 13	Onívoro
<i>Solenopsis</i> sp. 14	Onívoro
<i>Solenopsis</i> sp. 15	Onívoro
<i>Solenopsis</i> sp. 16	Onívoro
<i>Solenopsis</i> sp. 17	Onívoro
<i>Solenopsis</i> sp. 18	Onívoro
Tribo Stenammini	
<i>Rogeria blanda</i> (Smith, 1858)	Onívoro
<i>Rogeria</i> pr. <i>ciliosa</i> Kugler C., 1994	Onívoro
<u>Subfamília Formicinae</u>	
Tribo Brachymyrmecini	
<i>Brachymyrmex heeri</i> Forel, 1874	Onívoro
<i>Brachymyrmex patagonicus</i> Mayr, 1868	Onívoro
<i>Brachymyrmex</i> sp. 1	Onívoro
Tribo Camponotini	
<i>Camponotus</i> (<i>Myrmaphaenus</i>) <i>fiebrigi</i> Forel, 1874	Onívoro
<u>Subfamília Ectatomminae</u>	
Tribo Ectatommini	
<i>Gnamptogenys striatula</i> Mayr, 1884	Predador
<i>Gnamptogenys</i> sp. 1	Predador
Tribo Lasiini	
<i>Paratrechina</i> sp. 1	Onívoro
<u>Subfamília Heteroponerinae</u>	
Tribo Heteroponerini	
<i>Heteroponera flava</i> Kempf, 1962	Predador
<u>Subfamília Ponerinae</u>	
Tribo Ponerini	
<i>Anochetus</i> (gr. <i>Inermis</i>) sp. Mayr, 1861	Predador
<i>Hypoconera reichenspergeri</i> (Santschi, 1923)	Predador
<i>Hypoconera</i> sp. 1	Predador
<i>Hypoconera</i> sp. 2	Predador
<i>Hypoconera</i> sp. 3	Predador
<i>Hypoconera</i> sp. 4	Predador
<i>Hypoconera</i> sp. 5	Predador
<i>Hypoconera</i> sp. 6	Predador
<i>Hypoconera</i> sp. 7	Predador

Tabela 1. (continuação)

Taxa	Hábito alimentar
<i>Hypoponera</i> sp. 8	Predador
<i>Hypoponera</i> sp. 9	Predador